



Langsomfiltres effekt på drikkevands biostabilitet - Litteraturudredning

Udført for Københavns Energi

Boe-Hansen, Rasmus; Albrechtsen, Hans-Jørgen; Bennedsen, L.

Publication date:
2004

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Boe-Hansen, R., Albrechtsen, H-J., & Bennedsen, L. (2004). *Langsomfiltres effekt på drikkevands biostabilitet - Litteraturudredning: Udført for Københavns Energi*. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LANGSOMFILTRES EFFEKT PÅ DRIKKEVANDS BIOSTABILITET

- Litteraturudredning

Udført for
København Energi

af

Miljø & Ressourcer DTU
Danmarks Tekniske Universitet

Indholdsfortegnelse

Baggrund.....	3
Indledning	4
Langsom sandfilterteknik.....	4
Formål	6
Metode	7
Sammensætning af organisk stof	7
Eftervækst	8
Biostabilitet	8
Fjernelse af organisk stof.....	9
Erfaringer med langsomsandfiltre.....	10
Anlægsopbygning	10
Rensningseffektivitet	11
Optimering af drift og anlægsopbygning.....	17
Konklusion	20
Referencer	21

Baggrund

Københavns Energi ønsker at afskaffe efterkloring med monokloramin af drikkevandet fra Regnemark overfladevandanlæg. Det er derfor nødvendigt at sikre at det vand der produceres på anlægget er tilstrækkeligt biostabilt, så desinfektion er unødvendig. I den forbindelse planlægges 3 forsøg med forskellige former for behandling af overfladevand.

Forsøg 1. Kunstig infiltration i en grusgrav

Forsøg 2. Langsomfiltrering

Forsøg 3. GAC filtrering

Dette projekt udgør forstudiet til forsøg 2, idet der udarbejdes et litteraturstudie og erfaringsopsamling.

Projektet er udført i perioden juni til november 2004 af Miljø & Ressourcer (M&R DTU) for Københavns Energi (KE). Projektgruppen har bestået af:

Rasmus Boe-Hansen, M&R DTU

Hans-Jørgen Albrechtsen, M&R DTU

Lars Bennedsen, KE

Indledning

Der har gennem de senere år været en stigende opmærksomhed i vandforsyningskredse omkring brug af langsomme sandfiltre. Det er især de biologiske processer i denne type filtre, der er interessante, idet undersøgelser har vist at en lang række organiske stoffer kan omsættes effektivt.

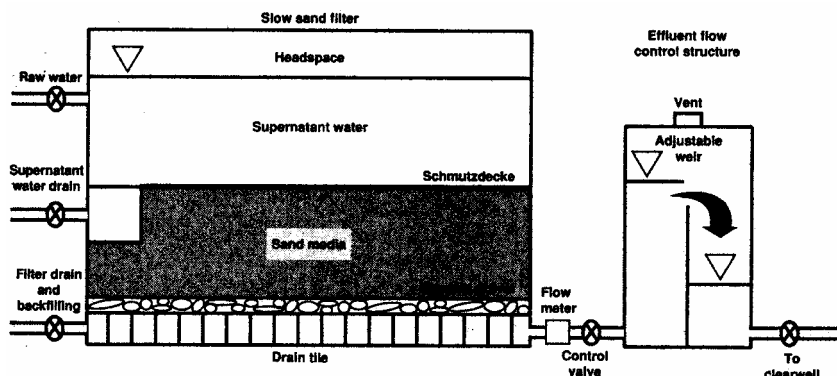
Teknologien bag anvendelsen af langsomme sandfiltre er relativt gammel, men en øget forståelse af de biologiske processer i filtret har betydet, at man kan se anlæggene i et nyt lys. Baggrunden er, at vandbehandling med biologiske processer i stigende grad finder anvendelse, da anlæggene har vist sig at være både billige og pålidelige. Samtidig kan en generel bedre forståelse af de biologiske processer i drikkevand medvirke til at forbedre hygiejniske kvalitet og sikkerheden i forhold til forureninger.

Biologiske processer i vandværksfiltre har vist sig at være effektive til at reducere indholdet af assimilerbart organisk kulstof (AOC) og biologisk nedbrydeligt opløst organisk stof (BDOC). Der er efterhånden enighed blandt eksperter at reduktion af AOC og BDOC betyder at den mikrobielle vandkvalitet i distributionssystemet lettere kan opretholdes (bl.a. Rachwal et al., 1996).

Langsomme sandfiltre har vist sig at være effektive til fjernelse af total coliforme bakterier og Giardia cyster (bl.a. Bellamy et al., 1985).

Langsom sandfilterteknik

Langsom sandfiltrering er en simpel og pålidelig proces, hvor anlæggene er forholdsvis billige i konstruktion og drift. Processen bygger på at ubehandlet vand ved gravitation perkolerer gennem et filter bestående af fint sand. Vandet løber altid ind i toppen af filteret og drænes efterfølgende ud i bunden (se Figur 1).



Figur 1. Skitse af typisk opbygning af langsom sandfilter (Collins et al. 1991).

Under driften samles små partikler på overfladen af filtret, hvor de danner en såkaldt filterhud (schmutzdecke, filterkage). Når filterhuden er udviklet vil den have en dominerende rolle i filterfunktionen i det størstedelen af filtreringen og de biologiske processer vil finde sted her (Sege og Rothman, 1996). Det betyder at filterfunktionen vil være reduceret, så længe filterhuden ikke fuldt udviklet, hvilket vil være tilfældet umiddelbart f.eks. ved opstart af et nyt filter eller efter at filterhuden er blevet afskrabet. Perioden med reduceret filterfunktion omtales ofte som filtrets modningsperiode (ripening period).

Størstedelen af filterets tryktab skyldes filterhuden, dette medfører at den hydrauliske ledningsevne løbende reduceres til et punkt hvor det øverste sandlag må afskrabes. Frekvensen af afskrabningen afhænger i høj grad af råvandet indhold af partikler og kan derfor varierer mellem fra uger til år.

Som navnet antyder, er filterhastigheden betydeligt langsommere end i de sandfiltre, der traditionelt anvendes i dansk vandforsyning. Typisk er filterhastigheden 0,1-0,5 m/time. Langsomme sandfiltre skal ikke returskylles, hvilket i de tilfælde, hvor der skal betales vandafledningsafgift af returskyllevand vil give en betydelig besparelse i forhold til almindelige sandfiltre. Omvendt kræver langsomme sandfiltre i sagens natur et større filterareal, der har betydet at de ofte ikke har været overdækkede, hvilket kan medfører store temperaturvariationer i filtret samt algevækst, som er u hensigtsmæssigt i forhold til driftsstabiliteten af filtret.

Tabel 1. Langsom sandfilter karakteristika.

50-100 gange langsommere filterhastighed end almindelige sandfiltre
Fjernelse af naturligt organisk stof ved biologiske processer
Dannelse af filterhud, der forøger rensningseffektiviteten
Partikler fanges på eller tæt ved overfladen af filtret
Rensning af filtrene sker ved afskrabning i stedet returskylning
Ingen brug af kemikalie tilsætninger
Filtermaterialet er vandmættet

De vigtigste mekanismer for fjernelse af uønskede stoffer i langsomme sandfiltre er (Adin, 2003):

- Øget biologisk aktivitet på filtermediet
- Mekanisk filtrering
- Adsorption
- Overfladekatalyseret nedbrydning

Langsomme sandfiltre kan ikke umiddelbart sammenlignes med anlæg til kunstig infiltration, da kunstig infiltration typisk foregår gennem en umættet zone oftest under mere ukontrollerede forhold.

Tabel 2 viser værdier for den typiske rensningseffektivitet for udvalgte vandkvalitetsparametre for konventionelle langsom sandfiltre.

Tabel 2. Typisk rensningseffektivitet for udvalgte vandkvalitetsparametre for konventionelle langsom sandfiltre (efter Collins et al., 1991).

Vandkvalitetsparameter	Rensningseffektivitet
Turbiditet	< 1 ntu
Coliforme bakterier	log 3 - 4 reduktion
Enteriske vira	log 2 - 4 reduktion
<i>Giardia</i> cyster	log 2 - 4 reduktion
Totalt organisk kulstof (TOC)	< 15 – 25 %
Trihalometaner (THM)	< 25 %

Formål

Der er i dag kun begrænset viden om de biologiske processer i langsom sandfiltre og det kan derfor være svært at forudsige, hvor effektivt man kan rense bestemte vandtyper.

Formålet med projektet er at afdække, hvilke erfaringer, der ligger i litteraturen og praktiske erfaringer fra andre vandforsyninger for at skaffe et kvalificeret grundlag for at kunne vurdere, om det overhovedet er realistisk at opnå en tilstrækkelig biostabilitet ved

langsomfiltrering. Undersøgelsen vil især fokusere på forhold der vil være relevante for anvendelse af langsomfiltrering på søvandsanlægget ved Regnemark.

Metode

Projektet er udført vha. søgninger i den åbne videnskabelige litteratur. Søgningen er primært udført med relevante nøgleord i Danmarks Tekniske Viden Centers artikeldatabase DADS samt ved gennemgang af referencelister for nøglepublikationer bl.a. vha. Internet databasen Web of Science. Derudover er en række personer med tilknytning til vandforsyninger der anvender eller har anvendt langsom sandfiltrering.

Sammensætning af organisk stof

Overfladevand vil normalt have et betydeligt indhold af organisk stof som udgøres af en lang række stoffer med meget forskellige kemiske egenskaber. Det organiske stof i overfladevand kan opdeles i en række fraktioner, der ofte tager udgangspunkt i nogle specifikke målemetoder. Der er imidlertid en udpræget tendens i litteraturen til sammenblanding af teoretisk definerede fraktioner og fraktioner defineret ud fra bestemte målemetoder. Tabel 3 viser en oversigt over de forskellige kulstoffraktioner.

Tabel 3. Forskellige fraktioner af organisk stof.

Fraktion	Forkortelse	Beskrivelse
NOM	Natural organic matter	Naturligt organisk stof
BOM	Biodegradable organic matter	Biologisk nedbrydeligt organisk stof
DOC	Dissolved organic carbon	Opløst organisk kulstof
NVOC	Non-volatile organic carbon	Ikke-flygtigt organisk kulstof (målemetode)
TOC	Total organic carbon	Totalt organisk kulstof (målemetode)
COD	Chemical oxygen demand	Kemisk iltforbrug
BDOC	Biodegradable organic carbon	Biologisk nedbrydeligt organisk kulstof (målemetode)
AOC	Assimilable organic carbon	Assimilerbart organisk kulstof (målemetode)

Det er klart at der kan ske en omdannelse af det organiske stof mellem de forskellige fraktioner, således vil hydrolyse typisk betyde, at AOC mængden udvides.

Der eksisterer i dag grundlæggende to metoder til bestemmelse af den biologisk tilgængelige fraktion af organisk stof i vandprøver, nemlig BDOC og AOC. Begge metoder er bioassays, hvilket vil sige at man måler det biologiske respons på prøven under standardiserede forhold. Det betyder i praksis at man eksponerer prøven for en veldefineret bakteriekultur/population i en periode, hvorefter den biologiske vækst eller

omsætning måles. I BDOC målingen bestemmes således nettofjernelsen af organisk kulstof (NVOC), mens man i AOC målingen bestemmer nettotilvæksten af bakterier.

Det skal understreges at bioassays generelt er vanskelige metoder at håndtere for analyselaboratorierne. Metoderne er ofte behæftet med en betydelig analyseusikkerhed, hvilket stiller særlige krav til tolkningen af resultater. Usikkerheden kan normalt reduceres betydeligt ved analyse af flere replikater af samme prøve, men dette er ikke altid en acceptabel løsning, da analysen fordyres tilsvarende.

Eftervækst

Eftervækst i drikkevand defineres normalt som tilvæksten af bakterier efter vandbehandlingen frem til forbrugerens aftapning. Selv små mængder af næringsstof kan forårsage problemer. Det er normalt vandets indhold af mikrobielt tilgængeligt organisk stof der begrænser den mikrobielle aktivitet, men der er også observeret tilfælde hvor fosfor har været begrænsende (Miettinen et al., 1999). Eftervækst kan imidlertid også skyldes vækst af autotrofe organismer, der omsætter NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , CH_4 og H_2S . Da det som udgangspunkt er ønskeligt at den mikrobiel vækst i drikkevand begrænses mest muligt kan mikrobielt tilgængeligt organisk stof indirekte opfattes som en forureningskomponent.

Eftervækst i ledningsnettet kan grundlæggende begrænses ved:

- At opholdstiden og/eller temperaturen i ledningsnettet reduceres
- At bakterievæksten hæmmes ved tilsætning af et desinfektionsmiddel
- At mængden af mikrobielt tilgængeligt næringsstof reduceres

I dette projekt undersøges, hvorvidt langsom sandfiltrering kan begrænse eftervækst ved at mængden af mikrobielt tilgængeligt næringsstof reduceres. I iltholdigt overfladevand vil den mikrobielle vækst langt overvejende bestå af heterotrofe mikroorganismer.

Væksten kan som nævnt begrænses ved at indholdet af biologisk tilgængeligt organisk stof reduceres.

Biostabilitet

Drikkevand bliver normalt anset for biostabilt, når koncentration af mikrobielt tilgængeligt næringsstof er så lavt, at det efterfølgende ikke giver anledning til målbar biologisk vækst. Typisk opstilles kravet om biostabilitet ved udpumpningen til ledningsnettet.

Undersøgelser peger i retning af, at vand med et BDOC indhold på mindre end 0,15 mg C/L (Servais et al. 1995) eller et AOC indhold på mindre end 10 µg ac-C/L (van

der Kooij, 1992) kan opfattes som biologisk stabilt. Biologisk vækst dog kan forekomme ved lavere niveauer (Boe-Hansen et. al. 2002), men størrelsen af denne vækst vil næppe forårsage problemer i praksis, da den normalt ikke vil kunne observeres med de standardmetoder man anvender til den hygiejniske overvågning i drikkevand.

Der findes enkelte metoder, der søger at kvantificere eftervækstpotentialet ved en direkte måling. En af disse er BRP (Bacterial Regrowth Potential), hvor en sterilfiltreret vandprøve podes med en mindre mængde af de oprindelige bakterier. Hambsch og Werner (1999) observerede at eftervækstpotentialet målt som BRP var betydeligt lavere efter langsom sandfiltrering sammenlignet med hurtig sandfiltrering.

Fjernelse af organisk stof

Fjernelsen af opløst organisk stof i et langsom filter vil i høj grad afhænge af filtrets mikrobielle modningsgrad. Langt den højeste koncentration af bakterier befinder sig i filterhuden og de øverste 4 cm af filteret (Ellis & Aydin, 1995; Andersson, 1998).

Kombinationen af ozonering og biologisk filtrering har vist sig at være effektiv til at fjerne opløst organisk stof i drikkevandsbehandling. Ozoneringen vil øge den biologiske tilgængelighed af det organiske stof, hvilket bl.a. kan ses ved at mængden af AOC er øget efter behandlingen (van der Kooij et al. 1989). En efterfølgende biologisk filtrering vil nedbringe mængden af biologisk tilgængeligt organisk stof betydeligt, men niveauet er ikke nødvendigvis lavere end før ozoneringen (van der Kooij et al. 1989; Janssens et al., 1984).

Tabel 4. Typiske DOC fjernelse opnået ved ozonering og langsom sandfiltrering (efter Graham, 1999).

Oprindelse	DOC konc. (mg/L)	Fjernelse (%)	Reference
River Dee, UK	2,9 - 6,1*	18 - 55	Mellanby, 1991
Seagahan, UK	i.o.	25	Gould et al., 1984
Lake Vyrnwy	2,4 - 4,8	26,5	Cable og Jones, 1996
Norsborg, Sverige	i.o.	20 - 30	Sege og Rothman, 1996
River Dee, UK	3,0 - 7,9	28	Yordanov et al., 1996
Model vand	3,3	22 - 36	Dempsey and Fu, 1994
Porthmouth, USA	7,6 - 8,2	22 - 35	Malley et al., 1994
Model vand	4,0 - 5,0	34 - 40	Ødegaard, 1996
Haggett's Pond, US	4-5	30 - 70	Malley et al., 1993

i.o.: ikke opgivet

Den absolutte fjernelse afhænger normalt af belastningen med organisk stof, dvs. at en høj indløbskoncentration af biologisk tilgængeligt organisk stof også betyder en høj

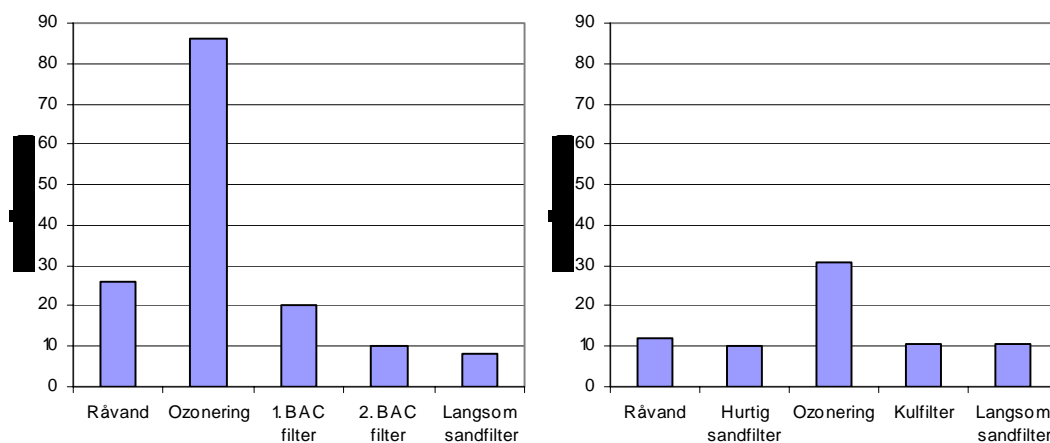
fjernelse. Dette skyldes at mængden af biomasse under normale omstændigheder vil tilpasse sig mængden af tilgængeligt næringsstof. Der eksisterer imidlertid en række omstændigheder, hvor mængden af biomasse ikke er tilpasset. De mest almindelige omstændigheder opstår i forbindelse med:

- Variationer i indløbskoncentration af omsætteligt organisk stof
- Variationer i den hydrauliske belastning af filtret (uregelmæssig drift)
- Temperaturvariationer
- Fjernelse af filterhuden

Erfaringer med langsomsandfiltre

Anlægsopbygning

På vandværkerne Leduin (Bonné et al., 2002) og Lengg (Klein og Forster, 1999), der indvinder overfladevand fra hhv. Rhinen og Lake Zürich anvendes langsom sandfiltrering som en afsluttende finpolering af vandet. På anlæggene anvendes ozonering, der i begge tilfælde øger AOC koncentrationen betydeligt (se Figur 2). Men en efterfølgende filtrering gennem aktiv kul reducerer AOC koncentrationen til et niveau omkring 10 µg ac-C/L. Det efterfølgende langsom sandfilter har kun mindre indflydelse på AOC koncentrationen.



Figur 2. Ændringer AOC koncentration gennem vandbehandling af overfladevand. Venstre: Leduin vandværk (Rhinen) (Bonné et al., 2002), Højre: Lengg vandværk (Lake Zürich) (Klein og Forster, 1999).

Det bemærkes, at råvandets indhold af AOC stof i begge tilfælde er meget lavt svarende til det niveau, der normalt måles i dansk grundvand (se Figur 2). Koncentrationen af

organisk stof (DOC) i råvandet var ligeledes meget lav 2 mg/L og 1,2 mg/L for hhv. Leduin og Lengg vandværk (Bonné et al., 2002; Klein og Forster, 1999).

Der er efterfølgende gennemført en række målinger på Lengg vandværk (se Tabel 5) (Müller et al., 2003). Samlet set formår vandbehandlingen at producere vand med et AOC indhold mellem 8-24 µg ac-C/L, hvilket er tæt på de 10 µg ac-C/L, der som tidligere nævnt i praksis anses for at være biologisk stabilt. Dette bekræftes af, at der i udløbet fra anlægget observeres meget lave kimtal (HPC) 0-2 CFU/mL.

Tabel 5. HPC (CFU/ mL) og AOC værdier (µg/L) efter de forskellige behandlingsprocesser på Lengg anlægget , der behandler overfladevand (Müller et al., 2003).

Prøvedato	H = HPC (CFU/mL) / A = AOC (µg/L)											
	Råvand		Pre-ozonering		Hurtig sandfiltrering		Post-ozonering		GAC		Langsom sandfilter	
	H	A	H	A	H	A	H	A	H	A	H	A
Sommer 25.08.99	60	4	0	65	30	22	0	45	1	13	0	11
Vinter 13.12.99	65	23	0	241	55	32	0	72	1	35	0	24
Vinter 24.01.00	42	7	0	128	870	25	0	49	1	26	2	20
Vinter 14.02.00	380	9	0	179	1200	23	0	66	0	20	1	14
Sommer 10.07.00	440	14	0	88	2	18	2	35	2	15	1	8
Middel												
Sommer	250	9	0	77	16	20	1	40	1	14	0	10
Vinter	160	13	0	183	710	27	0	62	1	27	1	19

Det bemærkes imidlertid, at AOC indholdet i råvandet er meget lavt og at det færdigproducerede vand i nogle tilfælde rent faktisk har et højere indhold af AOC end råvandet.

Rensningseffektivitet

Bonnet et al. (1992) opnåede rensningsgrader for BDOC på 84% ved pre-ozonation og langsom sandfiltrering, mens Malley et al. (1993) observerede rensningsgrader på 43%.

Biologisk omsætteligt organisk stof kan dannes i langsomme sandfiltre i forbindelse med algevækst i beholdere og kanaler, hvilket altså kan medføre negative fjernelsesgrader, således observerede van der Kooij (1982) negative fjernelse henover 2 ud af 5 undersøgte langsomfiltre.

I 1998 afsluttedes en større svensk undersøgelse af langsomfiltres rensningspotentiale henover året på 11 forskellige vandværker (Andersson, 1998). Databehandlingen i undersøgelsen er ikke udført i detalje, derfor gennemføres i det følgende en yderligere analyse af de data fra undersøgelsen. Det betyder altså, at de følgende diskussioner og figurer ikke i fuld udstrækning kan genfindes i den oprindelige rapport (Andersson, 1998).

I undersøgelsen blev der udført en lang række målinger samt indsamlet forskellig data omkring driften af filtrene. Følgende parametre vurderes at være særligt relevante for dette projekt:

- Tidspunkt på året for prøvetagningen (måned)
- Den hydrauliske belastning af filtret (m/t)
- Tid siden sidste afskrabning af filterhuden (uger)
- Vandets temperatur (°C)
- Biomassens størrelse i filterhuden (ng ATP/g)
- AOC indhold før filtret (µg ac-C/L)
- AOC indhold efter filtret (µg ac-C/L)

I Tabel 6 ses korrelationskoefficienterne mellem de udvalgte parametre, mens Tabel 7 viser resultatet af en statistisk test for om sammenhængen mellem de to parametre målt ved korrelationskoefficienten er signifikant.

Tabel 6. Korrelationskoefficienter (Pearson) mellem de udvalgte parameter (baseret på data fra Andersson, 1998)

	Tidspunkt	Belastning	Tid siden afskrab	Temperatur	ATP	AOC ind	AOC ud
Tidspunkt	1	-0,03	0,35	-0,82	-0,41	-0,03	-0,20
Belastning	-0,03	1	-0,26	0,02	0,16	-0,14	-0,15
Tid siden afskrab	0,35	-0,26	1	-0,15	-0,25	-0,12	0,01
Temperatur	-0,82	0,02	-0,15	1	0,48	-0,02	0,17
ATP	-0,41	0,16	-0,25	0,48	1	0,26	0,28
AOC før	-0,03	-0,13	-0,12	-0,02	0,26	1	0,46
AOC efter	-0,20	-0,15	0,01	0,17	0,28	0,46	1

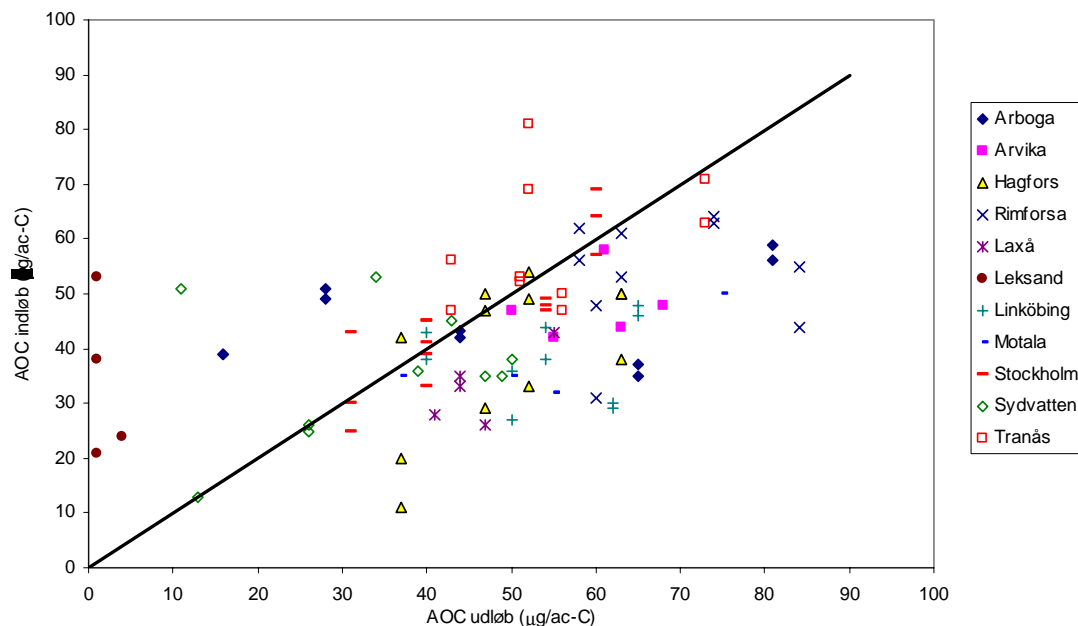
Tabel 7. Test for signifikant korrelation (95% niveau) mellem de udvalgte parametre (baseret på data fra Andersson, 1998).

	Tidspunkt	Belastning	Tid siden afskrab	Temperatur	ATP	AOC ind	AOC ud
Tidspunkt	-	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja
Belastning	Nej	-	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej
Tid siden afskrab	Ja	Ja	-	Nej	Ja	Nej	Nej
Temperatur	Ja	Nej	Nej	-	Ja	Nej	Nej
ATP	Ja	Nej	Ja	Ja	-	Ja	Ja
AOC før	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	-	Ja
AOC efter	Ja	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	-

Som det ses af tabellen er der signifikante sammenhænge mellem en række af parametrene. Der observeres bl.a. følgende signifikante sammenhænge mellem:

- Temperaturen og det tidspunkt på året hvor prøven er taget, hvilket naturligvis er hvad man vil forvente.
- Temperaturen og biomassen størrelse (målt som ATP), hvilket formentlig skyldes, at den biologiske aktivitet er reduceret når temperaturen er lav.
- Tiden siden sidste afskrab af filterhuden og tidspunkt på året, hvor prøven er taget, hvilket skyldes at filterhuden i undersøgelsen oftest blev afskrabet i vinterperioden.
- AOC koncentrationen i udløbet og AOC koncentrationen i indløbet. AOC fjernelsen steg typisk når AOC belastningen steg.
- AOC koncentrationen i indløbet og biomassens størrelse i filtret (målt ved ATP). Mængden af biomassen øgedes når koncentrationen af mikrobielt tilgængeligt substrat steg.
- Biomassens størrelse og tiden siden sidste afskrabning af filterhuden, hvilket skyldes at det tager en betydelig tid før biomassen i filtret er gendannet.

Undersøgelsen viste, at der var store variationer i rensningsgraderne for AOC i filtrene. På Figur 3 ses indløbsværdierne for AOC som funktion af udløbsværdier henover året. Som det ses af figuren var udløbskoncentration generelt højere end indløbskoncentrationen (hvilket altså er ensbetydende med en negativ rensningseffektivitet) i 28 ud af 96 tilfælde (29%).



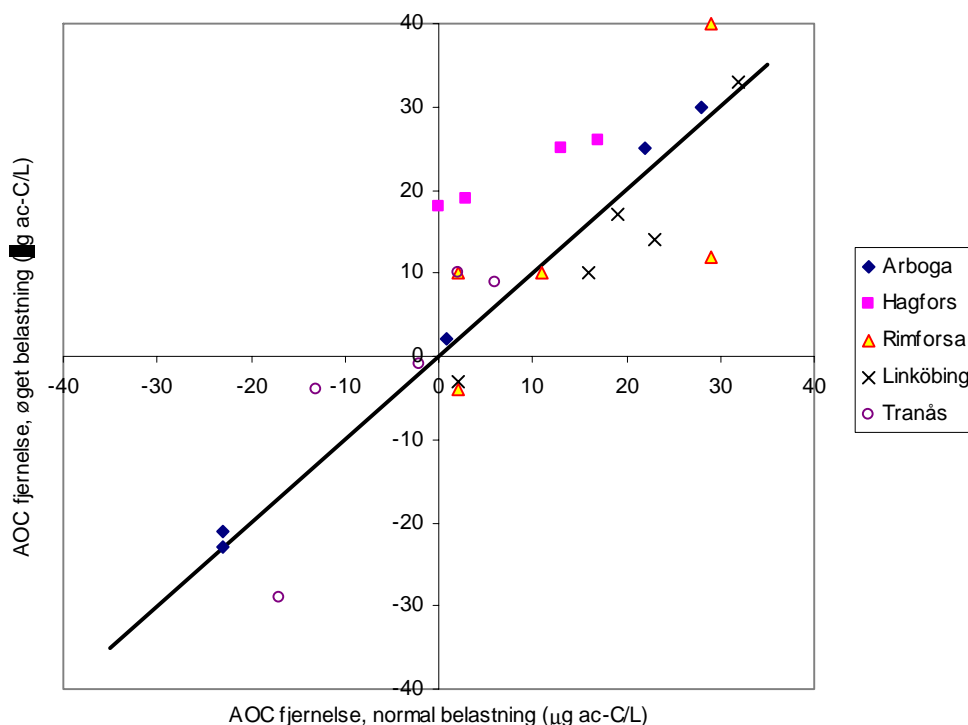
Figur 3. AOC koncentration i ind- og udløb for 11 svenske langsom sandfiltre. For alle måleværdierne over den indtegnede linie gælder at udløbskoncentrationen er højere end indløbskoncentrationen (baseret på data fra Andersson, 1998).

Den gennemsnitlige rensningseffektivitet for AOC for undersøgelsens vandværker var 10% (beregnet med vægtning i forhold til AOC værdi). Det er bemærkelsesværdigt, at rensningseffektiviteten var negativ for så mange anlæg, dette kan imidlertid i skyldes at de fleste af undersøgelsens filtre ikke var overdækkede, hvilket kan give mulighed for algevækst i selve filtret. Algevækst kan øge AOC koncentrationen, men kan ikke alene forklare stigningen i AOC henover filtret, da flere af de negative rensningsgrader blev observeret i vintermåneder (november og januar), hvor mængden af alger er lille og deres aktivitet er lav. Årsagen til dette kan muligvis være at alger, der fanges i filterhuden lyserer og derved frigiver mikrobielt omsætteligt stof derudover kan hydrolyse af partikulært stof spille en rolle. Det er dog uklart i, hvilket omfang disse processer spiller en rolle.

Det bemærkes samtidig at udløbskoncentrationen fra anlæggene i de fleste tilfælde var betydeligt højere end de $10 \mu\text{g ac-C/L}$, der som nævnt anses som for en praktisk grænse for hvornår vandet er biologisk stabilt. Det er således tvivlsomt om udløbsvandet fra undersøgelsens vandværker har en kvalitet så det ville kunne distribueres uden tilsætning af desinfektionsmiddel.

På 5 vandværker blev effekten af forskellig hydraulisk belastning af de langsomme sandfiltre undersøgt i en række samhørende målinger henover året. I alle tilfælde blev to

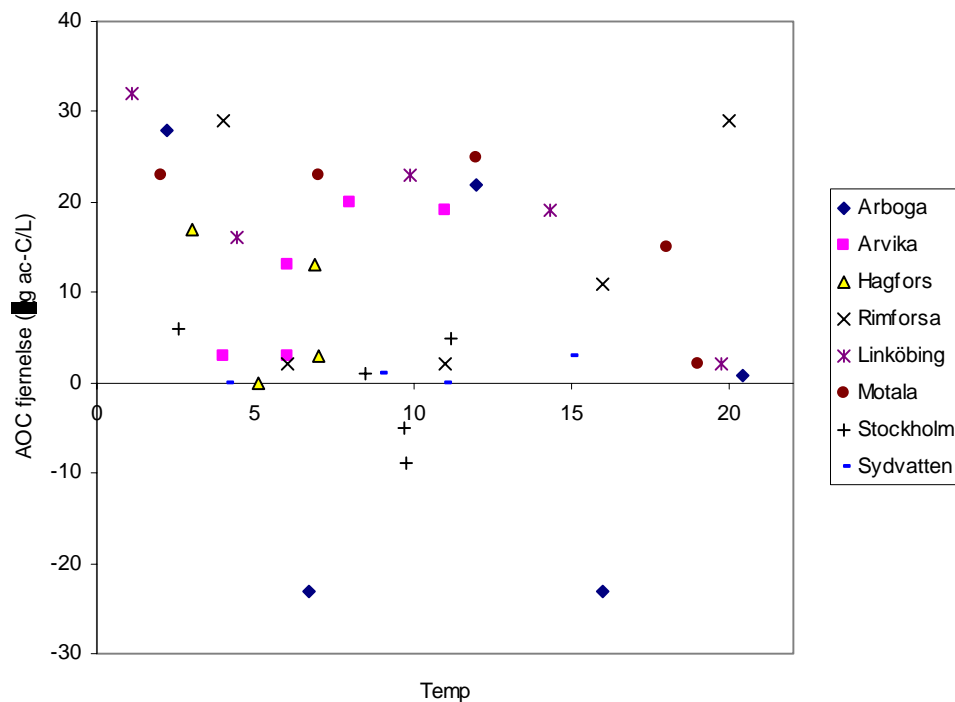
forskellige belastninger undersøgt, hvor den øgede belastning var ca. det dobbelte af den normale. På Figur 4 ses AOC fjernelsen ved den øgede belastning som funktion af AOC fjernelsen ved normal belastning. Den indtegnede linie illustrerer de værdier hvor ændringen i belastningen ikke har nogen effekt på anlægget.



Figur 4. AOC fjernelse ved varierende belastning af langsom sandfilter. Figuren viser fjernelsen ved øget belastning som funktion af fjernelsen ved normal belastning. Filtrene blev belastet som følger: Arboga (øget: 0,1 m/t; normal: 0,06 m/t), Hagfors (øget: 0,2 m/t; normal: 0,1 m/t), Rimfors (øget: 0,3 m/t; normal: 0,1 m/t), Linköping (øget: 0,3 m/t; normal: 0,19 m/t) og Tranås (øget: 0,14 m/t; normal: 0,07 m/t) (baseret på data fra Andersson, 1998).

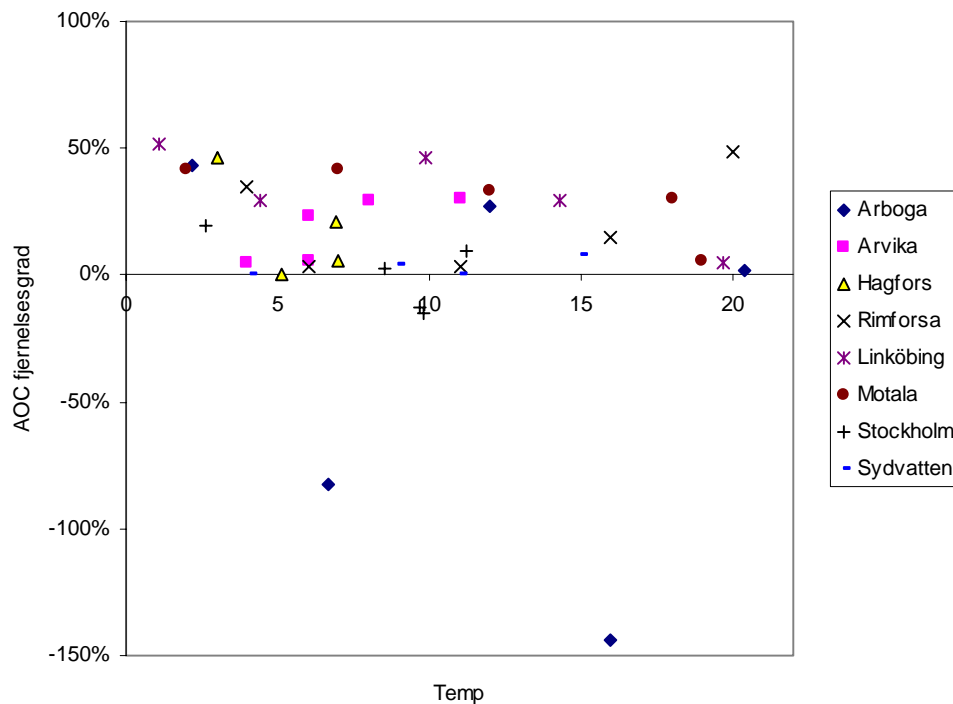
Som det ses af figuren ligger 15 ud af undersøgelsen 24 målinger over linien, hvilket altså betyder at kvaliteten af det producerede vand i de fleste tilfælde blev forbedret, da belastningen blev øget. Dette er overraskende, da man umiddelbart ville forvente, at en øget opholdstid i filtret ville medføre forbedret rensning.

Som tidligere nævnt afhænger hastigheden af biologiske reaktioner i høj grad af temperaturen. Figur 5 viser sammenhængen mellem AOC fjernelse og temperatur ved normal drift af langsom sandfiltrene. Som det ses af figuren er der ikke nogen tydelig sammenhæng, hvilket også blev bekræftet af den statiske test af korrelationskoefficienterne. Dette imidlertid kan skyldes, at indløbskoncentrationen af organisk stof er stærkt varierende hen over året som følge af varierende algekoncentrationer.



Figur 5. AOC fjernelse som funktion af temperatur (normal drift) (baseret på data fra Andersson, 1998).

På Figur 6 ses sammenhængen mellem rensningseffektiviteten for de langsomme sandfiltre og temperaturen. Rensningseffektiviteten svarer i denne sammenhæng til at normere AOC fjernelsen med indløbskoncentrationen. Det ses af figuren at rensningseffektiviteten noget overraskende befinder mellem 0% og 48% uafhængigt af temperaturen. En rensningseffektivitet på 48% blev således observeret ved en temperatur på kun 4°C.



Figur 6. Rensningseffektivitet som funktion af temperatur ved normal drift (baseret på data fra Andersson, 1998).

Den manglende sammenhæng er højst overraskende og rejser i tvivl om AOC metoden overhovedet kan anvendes til denne type undersøgelser. AOC metoden har vist sig at have problemer ved målingen høje AOC værdier, da de standardkurve man normalt anvender i bestemmelsen ikke er lineære for høje AOC værdier (Frias et al., 1994). Samtidigt kan tilstedeværelsen af alger og hydrolyserbare partikler give betydelige problemer i analysen.

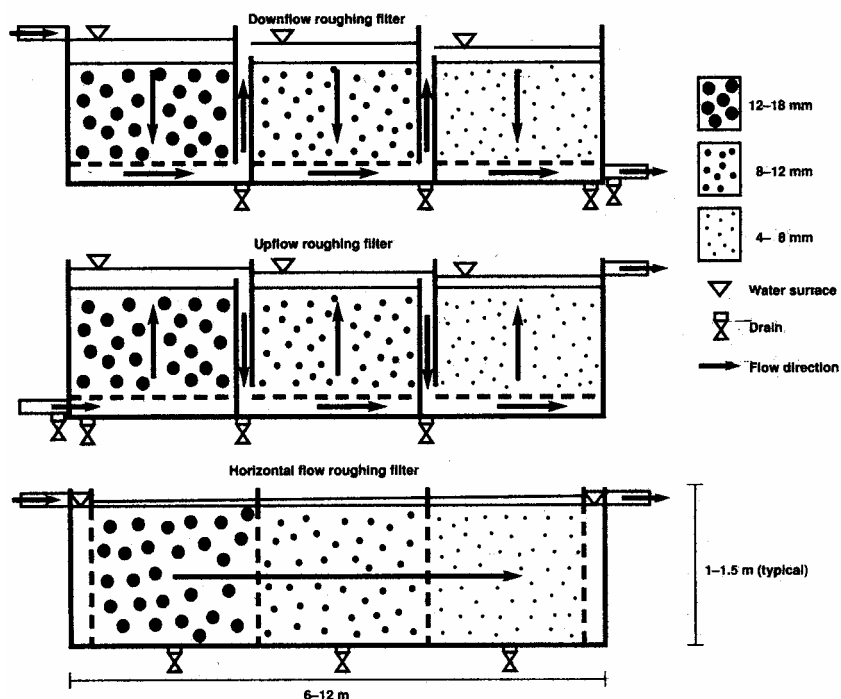
Optimering af drift og anlægsopbygning

I det følgende gives en kort gennemgang af de væsentligste optimeringer, der kan foretages i forhold til drift og konstruktion af langsom sandfiltre. Tabel 8 viser en oversigt over effekten af forskellige modifikationer.

Tabel 8. Modifikationer af langsom sandfiltre til forbedring af rensningseffektiviteten (modificeret efter Collins et al., 1991).

Modifikation	Virkning
Forfiltrering (roughing filtre)	Reducerede tilstopninger
Filter måtter (tekstil)	
Overdækning	
Præ-ozonering	Øget fjernelse af organiske precursors
Avancerede filtermaterialer	
Tilsætning af næringsminerale	
Filter måtter (tekstil)	Reduceret besvær med oprensning af filterhud
Oprivning af filterhud (harvning)	Hurtigere filtermodning

Roughing filtre anvendes som forbehandling til langsom sandfiltre (bl.a. af Thames Water). Filtrene består af to eller tre sandfiltre i serie, hvor kornstørrelsen reduceres for hvert filter (se Figur 7). Filtreringen reducerer antallet af partikler i vandet, hvilket betyder at driftsperioden for det efterfølgende langsom sandfilter forlænges. Tilstopninger af roughing filtrene kan i nogen grad modvirkes med kortvarige returskylninger.



Figur 7. Skitse af typisk anlægsopbygninger for roughing filtre (Collins et al., 1991).

Filtermåtter består typisk af syntetisk tekstil, der udlægges på langsom filterets overflade. Måtterne fungerer som et simpelt partikelfilter før den langsomme

sandfiltrering. Måtterne skal med jævne mellemrum fjernes og renses for at sikre optimal filtrering. Måtterne er især anvendelige i mindre anlæg ($<28 \text{ m}^2$), hvor rensningen af måtterne let kan ske manuelt (Collins et al., 1991).

Overdækning af filtrene kan sikre at algevækst på overfladen af filtrene minimeres, hvilket vil reducere tilstopningsgraden, samt forhindre yderligere tilførsel af organisk stof.

Præ-ozonering anvendes med henblik på at oxidere det opløste organiske stof så det bliver lettere biologisk nedbrydeligt. Tilstedeværelsen af en øget mængde biologisk tilgængeligt organisk stof i filtret vil øge den mikrobielle aktivitet i filtret, hvilket vil forårsage en øget fjernelse af organisk stof. Ozon fungerer samtidig som en effektiv barriere mod patogener i råvandet.

Sand anvendes almindeligvis som filtermateriale i langsom filtre. Sandet kan imidlertid kombineres med mere **avancerede filtermaterialer** med specielle overfladeegenskaber, der er velegnede til at tilbageholde organiske precursorer. Erfaringerne med avancerede filtermaterialer er relativt begrænsede, men forskellige typer har været forsøgsvist anvendte, herunder: Anthracite, clinoptilolite, aluminium oxid, granuleret aktiv kul og ionbyttermateriale (anionisk).

Tilsætning af næringsmineraler (typisk N og/eller P) til vandet før filtreringen kan under særlige omstændigheder øge den mikrobielle omsætning i filtret. Effekten vil formentlig kun være betydende når råvandet har et meget lavt indhold af næringsmineraler.

Afskrapning af filterhuden er en forholdsvis arbejdskrævende proces, der betyder at filtret i en efterfølgende periode ikke fungerer optimalt (modningsperioden). Forsøg udført af West Hartford, Conn. har vist at **oprivning af filterhuden** (harvning) er en nem og effektiv metode at forhindre tilstopning af filtrene uden at der efterfølgende er behov for en modningsperiode (Collins et al., 1991)..

Konklusion

Det er tydeligt at biologisk rensning i disse år vinder frem som et vigtigt redskab til produktion af drikkevand. Den biologiske rensning har vist sig at være både billig og pålidelig, samtidig med at en bedre forståelse af de biologiske processer i drikkevand generelt kan hjælpe med at forbedre hygiejne og sikkerhed.

Litteraturen om langsomme sandfiltres evne til at øge biostabiliteten af drikkevand er imidlertid stadig sparsom. Der eksisterer i dag kun en begrænset forståelse af processerne i langsom sandfiltere.

I denne litteraturgennemgang er der kun fundet to eksempler på produktion af drikkevand med langsomme sandfiltre, der i det færdigtproducerede vand har resulteret i en AOC koncentration, der er så lav, at det kan betegnes som biostabilt. I begge tilfælde anvendes langsom sandfilteret som det sidste led i en række behandlingstrin, der bl.a. omfatter ozonering og aktiv kulfiltrering. Der er således snarere tale om en slags efterpolering af vandet end en egentlig rensning. Dette ses bl.a. ved at AOC fjernelsen over de langsomme sandfiltre i de to anlæg er negligeabel.

På baggrund af de undersøgelser, der gennemgås i forbindelse med dette litteraturstudie skønnes langsom sandfiltres potentielle rensningseffektivitet for søvand at ligge mellem 0 og 50%. Dette skøn er primært baseret på de svenske erfaringer.

En gennemgang af de AOC målinger henover langsom sandfiltre, der er publiceret i litteraturen, rejser i nogen grad tvivl om anvendeligheden af AOC målingen i denne sammenhæng, da måleværdierne i mange tilfælde virker upålidelige. Det synes at være af afgørende betydning, at der udtages flere samtidige prøver (replikater), således måleusikkerheden for AOC metoden kan kvantificeres og måleusikkerheden samtidig reduceres.

En række specifikke tiltag i forhold til filtrets opbygning og drift kan forbedre effektiviteten af filtret og driftsperioden. Forbehandlingen af vandet inden det ledes til langsom sandfiltret synes at spille en væsentlig rolle. Det er dog vanskeligt at opstille egentlige anbefalinger, da datagrundlaget er sparsomt.

I forbindelse med design af langsomme sandfiltre betyder den ringe procesforståelse at det i de fleste tilfælde vil være hensigtsmæssigt at konstruere laboratorie- og pilotskala anlæg til at klarlægge potentialet for rensning under de givne forhold.

Referencer

- Adin, A. (2004) Slow granular filtration for water reuse. *Water Science and Technology: Water supply* **3** (4), 123-130.
- Andersson, E. (1998). Långsamfilters reningspotential. Stockholm, VA-forsk.
- Bellamy, W.D., Hendricks, D.W. & Logsdon, G.S. (1985) Slow sand filtration: Influences of selected process variables. *Journal American Water Works Association* **77**. 62-67.
- Boe-Hansen, R., Albrechtsen, H.-J., Arvin, E. & Jørgensen, C. (2002) Bulk water phase and biofilm growth in drinking water at low nutrient conditions. *Water Research* **36** (18), 4477-4486.
- Bonné, P.A.C., Hofman, J.A.M.H. & van der Hoek, J.P. (2002) Long term capacity of biological activated carbon filtration. *Water Science and Technology: Water supply* **2** (1), 139-146.
- Bonnet, M.C., Welte, B. & Montiel, A. (1992) Removal of biodegradable dissolved organic carbon in a water treatment plant. *Water Research* **26** (12), 1673-1680.
- Cable, C.J. & Jones, R.G. (1996) Assessing the effectiveness of ozonation followed by slow sand filtration removing THM precursor material from an upland raw water. I: Advances in slow sand and alternative biological filtration. Graham, N. & Collins, R. (eds.), John Wiley & Sons; Chichester, 29-37.
- Collins, M.R., Eighmy, T.T. & Malley, J.P.J. (1991). Evaluating modifications to slow sand filters. *Journal of the American Water Works Association* **83** (9), 62-70.
- Dempsey, B.A. & Fu, L. (1994) Pretreatment techniques and developments – Preozonation: Pilot studies of preozonation and slow sand filtration. I: Slow sand filtration – An international compilation of recent scientific and operational developments. Collins, M.R. & Graham, N.J.D. (eds.) American Water Works Association, Denver, 127-146.
- Ellis, K.V. & Aydin, M.E. (1995) Penetration of solids and biological activity into slow sand filters. *Water Research* **29** (5), 1333-1341.
- Frias, J., Ribas, F. & Lucena, F. (1994) Substrate affinity from bacterial strains and distribution water biofilms. *J.Appl.Bacteriol.* **76** (2), 182-189.
- Gould, M.H., Cameron, D.A. & Zabel, T.F. (1984) An experimental study of ozonation followed by slow sand filtration for the removal of humic colour from water. *Ozone Science and Engineering* **6**, 3-15.
- Graham, M.R., Eighmy, T.T. & Malley, J.P. (1991) Evaluating modifications to slow sand filters. *Journal American Water Works Association* **83** (9), 62-70.
- Graham, N.J.D. (1999) Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes - A review. *Water Science and Technology* **40** (9), 141-148.
- Hambsch, B. & Werner, P. (1996) The removal of regrowth enhancing organic matter by slow sand filtration. In: Graham, N. and Collins, R. (eds), Wiley, Baffins Lane, Chichester, 21-28.

- Janssens, J.G., Meheus, J. & Dirickx, J. (1984) Ozone enhanced biological activated carbon filtration and its effects on organic matter removal and in particular on AOC reduction. *Water Science and Technology* **17**, 1055-1068.
- Klein, H.-P. & Forster, R. (1999) Network operation without safety chlorination in Zuerich. *Aqua J Water Serv Res Technol* **48** (2), 53-58.
- Malley Jr., J.P., Eighmy, T.T., Collins, M.R., Royce, J.A. & Morgan, D.F. (1993) The performance and microbiology of ozone-enhanced biological filtration. *Journal American Water Works Association* **85** (12), 47-57.
- Malley, J.P., Collins, M.R. & Eighmy, T.T. (1994) Pretreatment techniques and developments – Preozonation: The effects of preozonation on slow sand filtration. I: Slow sand filtration – An international compilation of recent scientific and operational developments. Collins, M.R. & Graham, N.J.D. (eds.) American Water Works Association, Denver, 146-176.
- Mellanby, J.F. (1991) Oxidation of coloured water with ozone before slow sand filtration. Proceedings of the slow sand filtration workshop, Durham, New Hampshire, October 27-30, Denver, CO: American Water Works Association.
- Miettinen, I.T., Vartiainen, T. & Martikainen, P.J. (1999) Determination of assimilable organic carbon in humus-rich drinking waters. *Water Research* **33** (10), 2277-2282.
- Müller, K.C., Forster, R., Gammeter, S. & Hamsch, B. (2003) Influence of ozonated cyanobacteria on bacterial growth in rapid sand filters. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA* **52** (5), 333-340.
- Ødegaard, H. (1996) The development of an ozonation/biofiltration process for the removal of humic substances. I: Advances in slow sand filtration and alternative biological filtration. Graham, N. and Collins, R. (eds), Wiley, Baffins Lane, Chichester, 39-49.
- Rachwal, A.J., Bauer, M.J., Chipps, M.J., Colbourne, J.S. & Forster, D.M. (1996) Comparison between slow sand and high rate biofiltration. I: Advances in slow sand filtration and alternative biological filtration. Graham, N. and Collins, R. (eds), Wiley, Baffins Lane, Chichester, 3-10.
- Sege, A. & Rothman, M. (1996) Slow sand filtration with and without ozonation in Nordic climate. I: Advances in slow sand filtration and alternative biological filtration. Graham, N. and Collins, R. (eds), Wiley, Baffins Lane, Chichester, 119-128.
- Servais, P., Billen, G., Bouillot, P. & Benezet, M. (1992) A pilot study of biological GAC filtration in drinking-water treatment. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*. **41** (3), 163-168.
- Van der Kooij, D. (1982) Effect of Treatment on Assimilable Organic Carbon in Drinking Water. Treatment of Drinking Water for Organic Contaminants. Proceedings of the Second National Conference on Drinking Water.
- Van der Kooij, D. (1992) Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth. *Journal of American Water Works Association* **84** (2), 57-65.

Van der Kooij, D., Hijnen, W.A.M. & Kruithof, J.C. (1989) Effects of ozonation, biological filtration and distribution on the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. *Ozone: Science and Engineering* **11** (3), 297-311.

Yordanov, R.V., Lamb, A.J. Melvin, M.A.L. & Littlejohn, J. (1996) Biomass characteristics of slow sand filters receiving ozonated water. *Advances in slow sand filtration and alternative biological filtration*. Graham, N. and Collins, R. (eds), Wiley, Baffins Lane, Chichester, 107-108.